

# DETERMINACIÓN DE ZONAS SENSIBLES A LA PROLIFERACIÓN DE CIANOBACTERIAS EN LOS EMBALSES DE LA COMUNIDAD DE MADRID

Master Universitario en Hidrología y Gestión de  
Recursos Hídricos

Realizado por:

D. Jorge González Morales

Dirigido por:

D. Alberto Blanco González y D. Jesús Morón López

Alcalá de Henares, a 03/06/2019

## Contenido

1. Resumen/ Summary.....	2
2 .Palabras Clave .....	2
3. Introducción .....	2
Las cianobacterias .....	3
El análisis multicriterio.....	7
4. Área de estudio.....	8
5. Metodología .....	11
5.1 Fase I: selección de parámetros iniciales .....	12
5.2 Fase II: Determinación del índice de vulnerabilidad.....	15
5.3 Fase III: Obtención de los resultados del índice de vulnerabilidad....	15
5.4 Fase IV: Análisis de los resultados.....	17
6. Resultados .....	17
6.1 Creación de la base de datos .....	17
6.2 Determinación inicial del índice .....	20
6.3 Calibrado y obtención de los resultados definitivos del índice.....	23
6.4 Análisis de la información aportada por el índice.....	25
7. Discusión .....	31
8. Conclusiones .....	37
9. Bibliografía .....	39
Anexos.....	41

### **Índice de figuras y tablas:**

Figura 1 .....	4
Figura 2 .....	5
Figura 3 .....	9
Figura 4 .....	11
Figura 5 .....	22
Figura 6 .....	26
Figura 7 .....	32

### **Índice de tablas**

Tabla 1 .....	18
Tabla 2 .....	20
Tabla 3 .....	20
Tabla 4 .....	21
Tabla 5 .....	23
Tabla 6 .....	24

## Índice de abreviaturas

- CE: Comisión Europea
- WFO: World Food Organization
- WHO: World Health Organization
- AHP: Analytic Hierarchy Process
- AEMET: Agencia Estatal de Meteorología
- IGN: Instituto Geográfico Nacional
- SIG: Sistemas de Información Geográfica
- CHT: Confederación Hidrográfica del Tajo
- ICA: Informes Calidad del Agua
- IPS: Index Precipitation Standardized
- Equival: Equivalencia
- N.Urb: Núcleos Urbanos

## 1. Resumen/ Summary

Cyanobacteria are indicators of eutrophication degree in freshwater ecosystems. Their massive proliferation is called cyanobacterial blooms, which entail several risks for animals, human being included. For these reasons, risk assessments are needed to improve the water management.

The multicriteria analysis methodology has been used in this study to determine the vulnerability to cyanobacterial blooms of the reservoirs of the Community of Madrid with a capacity of 2 hm<sup>3</sup> or higher. To carry out this goal, a database has been created and analyzed through the geographic information system (GIS) tools. This analysis allowed to know how environmental parameters influence in the cyanobacterial proliferation, as well as to analyze the behavior of the different reservoirs to this issue.

The results of this index have allowed us to analyze the vulnerability of the reservoirs of the Community of Madrid and to verify if the values of this index have any correlation with the degree of eutrophication of the water masses studied. It has been observed how the information available for the elaboration of this project suffers from defects that hinder the correct functioning of the index.

## 2 .Palabras Clave

Cianobacteria, embalses, eutrofización, Analytic Hierarchy Process (AHP), multicriterio, *blooms*, vulnerabilidad, SIG

## 3. Introducción

La gestión del agua es la base del desarrollo sostenible ya que es un elemento básico del desarrollo socioeconómico, energético y de la producción de alimentos.

A su vez es determinante en la salud de los ecosistemas y en el desarrollo de los seres humanos, como se refleja en la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE).

Uno de los problemas para alcanzar el buen estado de las masas de agua, es la posibilidad de que en los embalses se produzcan *blooms* de cianobacterias. Si no se tratan correctamente las masas de agua antes de su consumo los *blooms* de cianobacterias puedan causar daños en el sistema respiratorio y nervioso o incluso la muerte.(WHO, 2018)

Los *blooms* pueden venir causados por diversos factores que generalmente están asociados a procesos de contaminación de las masas de agua por causas antrópicas (Paerl y Paul, 2012) como son un aumento de la temperatura del agua, cambios del pH, la llegada de nutrientes desde la cuenca o la alteración de los tiempos de retención de las masas de agua (WFO, 2015).

### Las cianobacterias

Las cianobacterias eran antiguamente conocidas como algas verdeazuladas. Son organismos fotosintéticos y cosmopolitas que se encuentran de manera natural en las masas de agua superficiales, ya sean aguas saladas, dulces o de transición. Aparecen generalmente en concentraciones bajas o moderadas en aguas naturales o que no han sufrido procesos de contaminación y pueden distribuirse de manera solitaria o en agrupaciones de elevada cantidad de individuos, con una estructura filamentosa o en colonias.

Los géneros más comunes en aguas superficiales son *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Phormidium* y *Planktothrix* (WHO, 2018). En la Figura 1 se observa el género *Microcystis* y el género *Dolichospermum*.



Figura 1. Bacterias del género *Microcystis* (izquierda) con una escala de 20  $\mu\text{m}$  y del género *Dolichospermum* (derecha) con una escala de 100  $\mu\text{m}$  (cedidas por Alberto Blanco y Jesús Morón).

Las cianobacterias son organismos muy tolerantes y resilientes a las radiaciones solares de alta energía, ambientes con escasez de nutrientes o alta depredación. Son capaces de resistir a multitud de presiones y fuentes de estrés, es por ello que sus principales elementos a la hora de desarrollarse son la propia luz y la limitación en nutrientes propios del ecosistema donde se desarrollen.

Las cianobacterias disponen de distintos mecanismos para favorecer su desarrollo y supervivencia utilizando diversos tipos de estrategias. Las adaptaciones pueden variar en función de la especie: algunas alteran la superficie fotosintética del tilacoide y la composición de sus ficobilinas (pigmentos fotosintéticos que poseen principalmente las cianobacterias y algunas algas), otras tienen la capacidad de tolerar alta intensidad de estrés lumínico de alta energía, gracias a diversos pigmentos y posiblemente a otras estructuras como sus vacuolas o vainas y finalmente hay géneros que pueden desplazarse en la columna de agua para protegerse y optimizar su fotosíntesis. Todo lo anterior ha permitido aumentar su aprovechamiento lumínico y dificulta su depredación (Campos et al., 2007).

Algunas especies de cianobacterias, en especial las algas filamentosas, son eficaces fijadoras del nitrógeno atmosférico lo que les favorece en casos de escasez de nutrientes esenciales. Lo consiguen gracias al desarrollo de células

denominadas heterocistos. Estas células especializadas pueden llegar a fijar en torno a 50 kg de N<sub>2</sub> por hectárea por lo que son un elemento muy importante para la entrada de nitrógeno en las cadenas tróficas. (Petcheneshsky y Leda, 2018), en la Figura 2 se observan heterocistos.

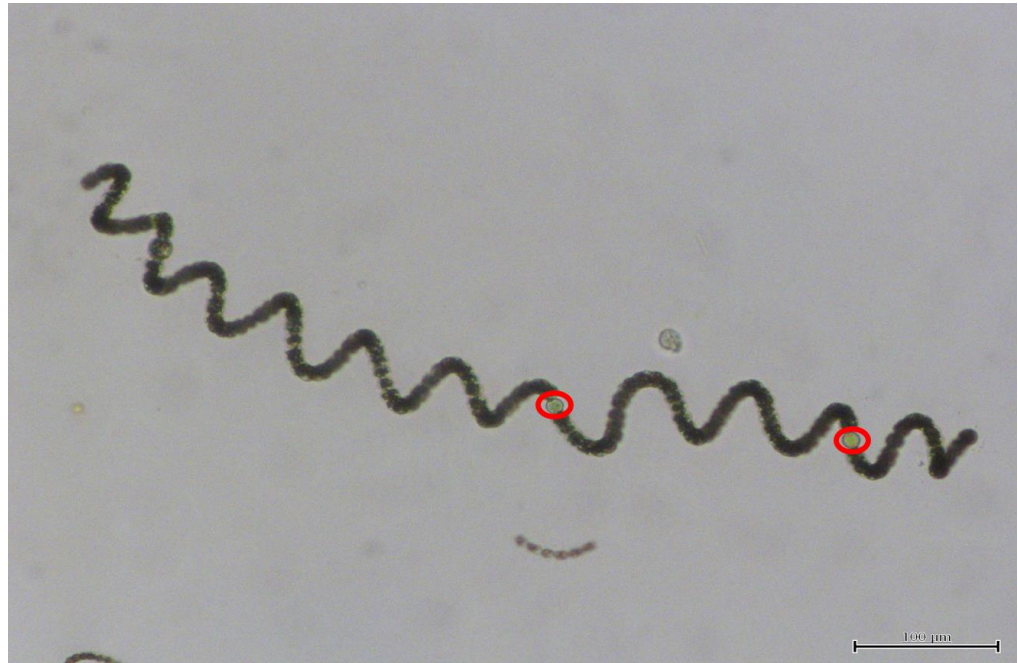


Figura 2: Genero Dolichospermum con heterocistos marcados en rojo (imagen cedida por Alberto Blanco y Jesús Morón).

Pero no siempre la existencia de cianobacterias es beneficiosa para los demás organismos. Es bien conocida la capacidad de estos microorganismos para producir metabolitos secundarios. Aunque ciertos metabolitos tienen aplicaciones en el campo de la biotecnología, a los efectos de este trabajo merecen especial atención aquellos compuestos que pueden producir efectos tóxicos para la vida animal y por tanto alterar o dañar la calidad de las aguas.

En este sentido algunas cianobacterias son capaces de producir cianotóxicas. Destacan entre las cianotoxinas un grupo denominado microcistina, que se hayan entre las más tóxicas y que encuentran ampliamente distribuidas. Las microcistinas son producidas por especies como *Microcystis aeruginosa* y pueden generar daños e incluso mortandad a animales y en el peor de los casos afecciones a seres humanos (Morón y Blanco, 2018).



Aunque, no es correcto afirmar que todos los *blooms* son tóxicos un 75% tienen cierto carácter tóxico (WFO, 2015). Generalmente la vía de intoxicación más común es la ingesta de agua de las orillas de los embalses, donde se concentran las toxinas y otros compuestos que dichas cianobacterias generan. (Petcheneshsky y Leda, 2018).

La toxicidad de estos *blooms* ha llevado a diversas instituciones a fijar niveles de alerta y de vigilancia de las cianobacterias en embalses de uso consuntivo, ya que implican un severo riesgo para el correcto funcionamiento de los embalses y para la seguridad de la población, que dependen del suministro de agua de calidad. (WHO, 2018)

Cuanto mayor sea el grado de eutrofización, por el desarrollo de una gran biomasa de organismos fotosintéticos, las toxinas que éstos generan y los efectos que conlleva su posterior muerte mayor será la posibilidad de que se produzca un *bloom* que suponga una rápida degradación del estado ecológico de la masa de agua.

Estos *blooms* se originan principalmente en los meses cálidos, generalmente en verano, estando asociados a procesos de enriquecimiento de nutrientes en periodos de estratificación térmica, relacionándose con la llegada de precipitaciones en regiones áridas o semiáridas (Costa et al., 2006).

Los *blooms* de cianobacterias pueden tener efectos perjudiciales como son un aumento general de la turbidez del agua propiciando que zonas fóticas del bentos dejen de serlo lo que conlleva la inhibición del desarrollo y crecimiento de organismos en él. Además, cuando las condiciones ambientales cambian y el *bloom* comienza su declive, la descomposición de grandes volúmenes de cianobacterias genera un descenso extremo del oxígeno disuelto, provocando la muerte por asfixia del resto de la fauna. (Paerl y Paul, 2012).

## El análisis multicriterio

La estimación de la vulnerabilidad a la proliferación de cianobacterias implica componentes muy diversos, como son los factores sociales, climáticos, económicos, ecológicos, etc. Esto hace que sea particularmente complejo aunar todas estas características en su conjunto para su interpretación.

En este trabajo se ha determinado la vulnerabilidad de los embalses mediante el análisis multicriterio y el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Los SIG y el análisis multicriterio permite integrar múltiples variables mediante la aplicación de técnicas *Analytic Hierarchy Process* (AHP) o proceso de análisis jerarquizado, en un modelo único que estima y juzga, a través de criterio de experto, los pesos o ponderaciones que tiene cada factor (Saaty, 2008).

El AHP es uno de los sistemas de ayuda a la decisión multicriterio que son aplicados en gran variedad de campos como por ejemplo la ubicación de proyectos urbanos, la selección de procesos industriales, la selección de cultivos o el análisis de criterios para la determinación de la calidad de distintos parámetros para un análisis (Bayazit, 2005). Aunque el AHP también se ha aplicado en masas de agua, en especial para el control de la calidad biológica, demostrando su utilidad y relación con los datos oficiales de instituciones (Ocampo-Duque et al., 2006), no se han encontrado ejemplos de la aplicación de este método para el estudio o evaluación de la vulnerabilidad de embalses a procesos de *blooms* de cianobacterias como se está haciendo en este trabajo.

#### 4. Área de estudio

El área de estudio de este trabajo es la Comunidad de Madrid (CAM) que se halla comprendida en la cuenca hidrográfica del río Tajo aportando 8.022 km<sup>2</sup>. La cuenca presenta una gran regulación de las masas de agua con un total de 39 cerramientos de los cauces en la provincia, según el Inventario de Presas y Embalses del Ministerio de Transición Ecológica (MITECO), disponibles digitalmente y también a través de la información de los atlas de la Comunidad de Madrid ( Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio Comunidad de Madrid, 2007).

La topografía de la zona de estudio se enclava dentro del Sistema Central y se pueden diferenciar dos áreas: una zona al norte montañosa, con mayor pendiente y apta para la presencia de grandes presas; y una zona al sur, con menor pendiente, que conforma la meseta donde se asientan las grandes concentraciones de población de Madrid (Tejero et al., 2006).

Los tramos de agua con carácter permanente, más importantes de la zona de estudio, considerando el caudal, son el río Tajo con 33,7 m<sup>3</sup>/s de media a su paso por Aranjuez, seguido del río Jarama (González y García de Jalón, 2016).

La CAM tiene distintos climas en función de la zona de la provincia, con precipitaciones muy variables, llegando desde los 416 mm de media en la ciudad de Madrid a los 1.229 mm en el Puerto de Navacerrada (Durán et al., 2013). Dentro de la propia provincia encontramos 4 climas distintos según la clasificación de Köppen-Geiger; mediterráneo de verano (Csa), mediterráneo de verano cálido (Csb), fríos y semiáridos (BSk) y oceánico (Cfb) (de Castro et al., 2005). Esto supone que los embalses estén expuestos a veranos cálidos y secos y a una elevada evapotranspiración potencial, con meses con un elevado déficit hídrico, que se espera que vaya en aumento en los próximos

años (Ayala-Carcedo, 2001), lo que les sitúa en una posición con mayor riesgo que la mayoría de sus homólogos europeos que se encuentran en climas con unas temperaturas y una aridez muy inferiores.

Este estudio se ha realizado sobre las masas de agua de la CAM que cumplen 2 criterios: ser catalogado como embalse y tener una capacidad de almacenamiento mayor a 2 hm<sup>3</sup>. Los embalses que cumplen estos criterio son 14 embalses, cuya ubicación se puede observar en la Figura 3.

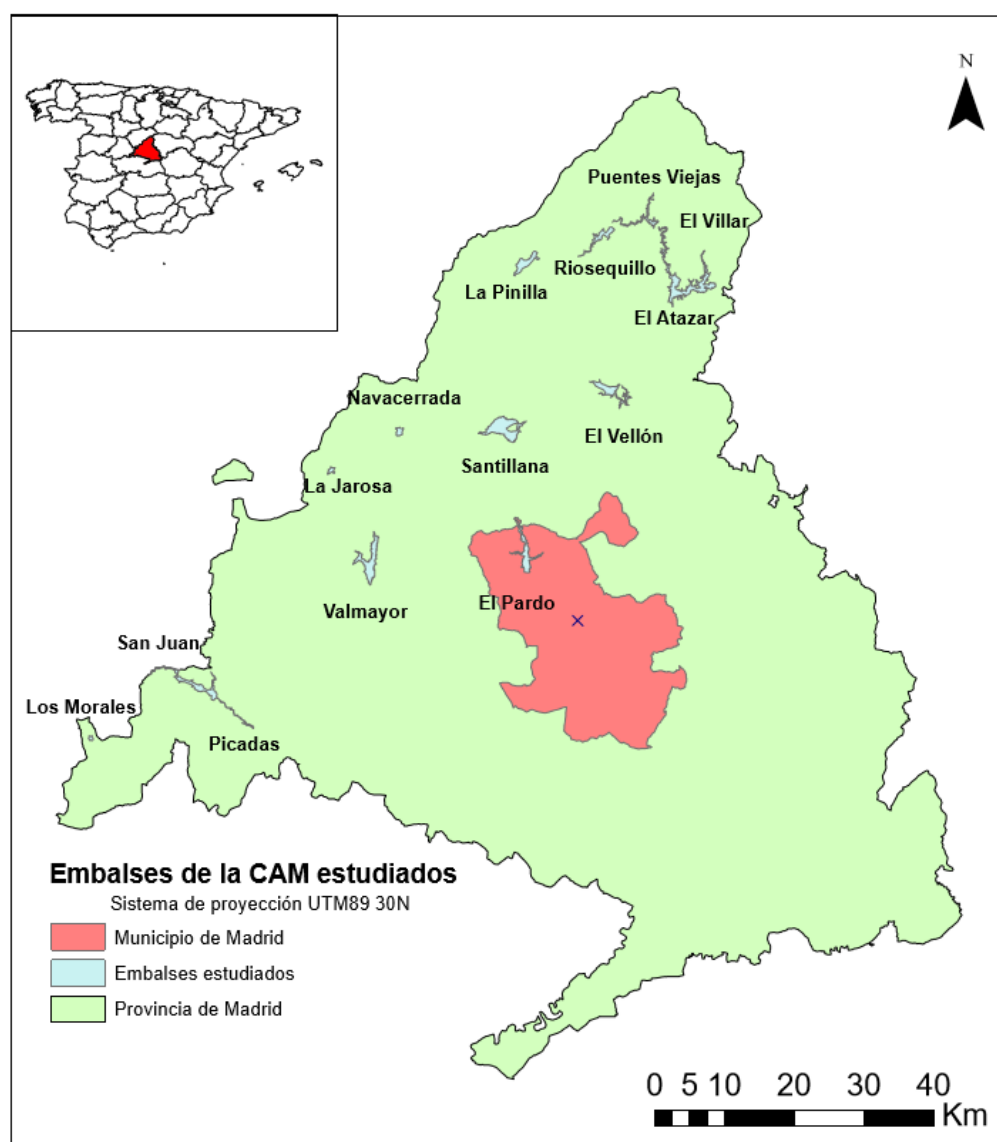


Figura 3: Mapa de los embalses estudiados de la Comunidad de Madrid

Finalmente, cabe destacar que a lo largo de la cuenca hidrográfica de Madrid se desarrolla una red de monitoreo con una gran resolución espacial en lo que

respecta a la calidad de las aguas, gracias a los datos de la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) y a los Informes Calidad del Agua (ICA) que realizan en la mayor parte de las masas de agua de la comunidad autónoma.

Estos informes, utilizados en este estudio, se han encontrado en de la sección de los informes públicos en las distintas confederaciones de cada cuenca ([http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados Informes/Documents/AguasSuperficiales/Red%20ICA/Informes ICA.htm](http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Documents/AguasSuperficiales/Red%20ICA/Informes_ICA.htm)).

Las variables climáticas utilizadas en este estudio son las publicadas por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) dentro del apartado de datos históricos

(<http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos>).

## 5. Metodología

La determinación de la vulnerabilidad de los embalses de la CAM se ha realizado a través de la unión de las herramientas que otorgan los SIG con los métodos de análisis multicriterio y AHP (Saaty, 2008). Las 4 fases del proceso a la hora de elaborar el trabajo se muestra en la Figura 4.

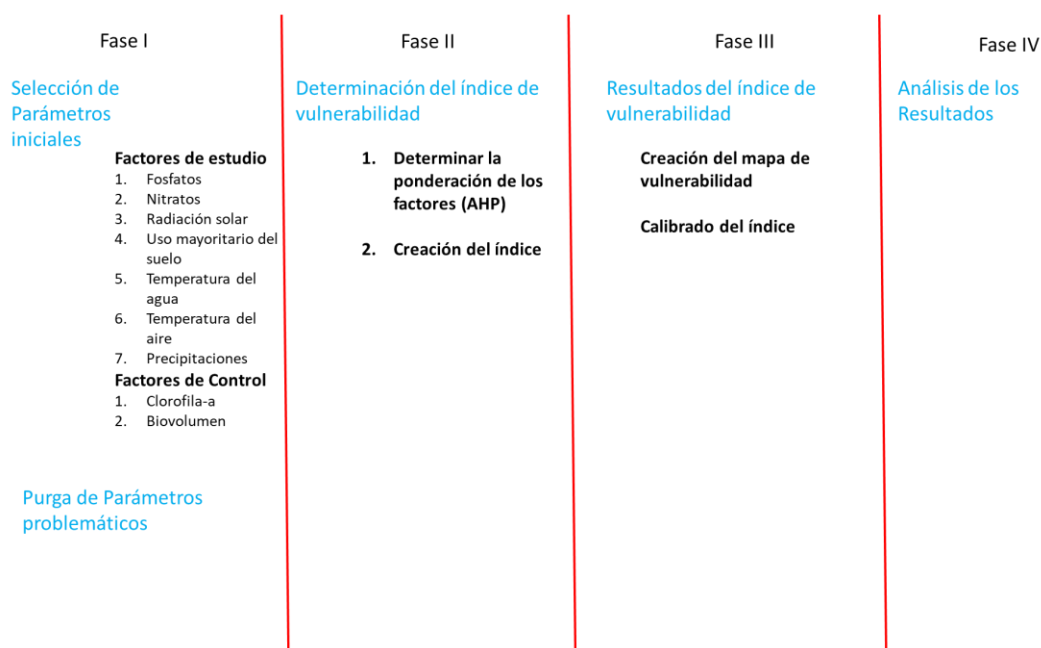


Figura 4: Fases de la metodología aplicada al trabajo

La fase I es la selección de los parámetros que se han aplicado en el índice. Una vez se han seleccionado, se controlará la relación que poseen dichos factores con la vulnerabilidad (Raham et al., 2008) específica a un *bloom* de cianobacterias y se purgan aquellos parámetros que debido a alguna de sus propiedades no sean representativos o útiles.

En la Fase II se transforman los datos de los parámetros seleccionados y reclasifican sus valores para que el producto de todos ellos muestren un valor comprendido entre 0 y 1 (Saaty, 2008). Esta fase se completa con el desarrollo de un índice de vulnerabilidad específica y su ponderación, mediante un AHP aplicado a *blooms* de cianobacterias dentro del ámbito de estudio. Para el establecimiento de este índice de vulnerabilidad no ha sido posible disponer

de estudios previos realizados mediante índices multicriterio para esta temática.

En la Fase III se introduce en una capa vectorial, que representa los embalses estudiados, toda la información obtenida en un SIG en las fases anteriores y se procesan los campos de esta capa para su conversión en formato ráster de cada uno de los campos. Asimismo, se procede a realizar la multiplicación de los distintos campos para obtener una salida gráfica en la que se observe el índice final obtenido.

En la Fase IV se compara la información que otorgan los parámetros de control seleccionados con los resultados del índice y se examina si hay una relación entre ellos. Si no se encuentra una relación aceptable, se reinicia el proceso desde la Fase II hasta que se alcance un grado de confianza y satisfacción con los resultados. Una vez se da por bueno el resultado finaliza la fase IV.

### 5.1 Fase I: selección de parámetros iniciales

Para la elaboración de la base de datos del estudio las fuentes de datos, todas ellas de organismos oficiales, que se han empleado han sido las siguientes:

- La Agencia Española de Meteorología  
(<http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos>)
- Centro de descarga del Instituto Geográfico Nacional  
(<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>)
- Programa Copernicus de la Unión Europea  
(<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>)
- Los índices de aridez se han obtenido de la página web compartida por Ministerio de Economía y Competitividad y el Ministerio de Transición Ecológica (<http://monitorde sequia.csic.es/map>).

- Los informes ICA de la CHT:  
([http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados\\_Informes/Documents/AguasSuperficiales/Red%20ICA/Informes\\_ICA.htm](http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Documents/AguasSuperficiales/Red%20ICA/Informes_ICA.htm) )

El estudio se ha realizado para el periodo comprendidos entre los años 2012 y 2015 para el que se han dispuesto de todos los datos de los principales parámetros seleccionados.

No ha sido posible realizarlo para el año 2016 y siguientes ya que los parámetros biológicos publicados por la CHT en los informes de calidad de las masas de agua se realizan cada 4 años y el último finaliza en el año 2015.

Y tampoco ha sido posible realizarlo para años anteriores a 2012 ya que los datos de los parámetros físico-químicos son accesibles a través de los informes de ICA que la CHT publica sólo desde el año 2012.

Los parámetros estudiados son los siguientes:

**Concentración de fósforo total** ( $\mu\text{g/L}$ ): este parámetro se usa por ser uno de los nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias. Es el nutriente que actúa como elemento limitante en la mayoría de las masas de agua (Prescott et al., 2004)

**Concentración de nitratos** ( $\text{mg/L}$ ) por los mismos motivos que la concentración de fósforo (González y Ortaz, 1998).

**Uso del suelo.** Se establece a partir de los usos que se desarrollan en la cuenca desde la presa del embalse. Se ha realizado gracias a las capas de uso de suelo que tiene el proyecto Copernicus o Corine Land Cover, concretamente los datos de la versión de 2012 que se han considerado no han variado significativamente posteriormente. El uso de este parámetro se ha debido a



que las áreas urbanas, agrícolas-ganaderas o forestales tienen repercusiones muy diferentes a la hora de alterar o contaminar las masas de agua. (Puckett, 1995)

**Parámetros de temperatura de la masa de agua y la radiación solar que recibe los embalses.** Son dos parámetros muy estudiados que tienen una relación directa con la vulnerabilidad ante la producción de *blooms* en las masas de agua (Ayala-Carcedo, 2001).

**Temperatura de la masa de aire sobre los embalses.** Estos datos provienen de la AEMET, son usados como información complementaria para conocer los datos de temperatura en el entorno y estudiar su influencia en los *blooms* y la temperatura de la masa superficial del agua.

**Precipitaciones.** Se utiliza el valor IPS o índice estandarizado de precipitaciones para determinar si el periodo de estudio es un periodo húmedo o seco. Se selecciona este índice por su sencillez y la facilidad de transformación e interpretación. (Karavitis et al., 2011).

Los parámetros que no han mostrado relación, no hayan tenido la calidad necesaria para trabajar con ellos, ya sea por su mala resolución temporal, la falta de datos precisos o que sean iguales en todos los embalses muestreados de toda la poblacional, se les ha descartado.

Para el control o comprobación de los resultados se ha usado la concentración de clorofila-a clasificándolo en función de lo que ha establecido previamente la CHT para determinar el grado de eutrofización de las masas de agua (Confederación Hidrográfica del Tajo, 2016).

## 5.2 Fase II: Determinación del índice de vulnerabilidad

De acuerdo con las necesidades de unas unidades comunes que establece el análisis multicriterio (Bayazit, 2005) para los parámetros considerados se han establecido entre 2 a 4 categorías distintas a las que se les ha asignado valores entre 0 a 1.

Establecidos los intervalos de los valores de los parámetros, estos han sido transformados en los valores que se usaran en el índice. Estos datos se multiplican hasta obtener un índice comprendido entre 1, que representa la máxima vulnerabilidad y 0 que equivaldría a una posibilidad casi nula. Esta conversión se ha aplicado a los valores que se disponen en cada embalse por cada año de información disponible.

## 5.3 Fase III: Obtención de los resultados del índice de vulnerabilidad

La representación gráfica de los resultados se realiza mediante las herramientas de ArcGIS 10.4 y la integración dentro de ella de los parámetros estudiados. Se ha procedido a comparar los resultados de los índices de cada año con los datos de control (concentración de clorofila-a) para determinar si el índice es operativo o si se precisaba de un factor adicional o el recalibrado de alguno de los factores ya incluidos para su correcto funcionamiento (Saaty, 2008).

Debido a que en el proceso de comprobación de la relación entre los valores del índice y los valores de clorofila-a en los embalses con núcleos urbanos aguas arribas se encontraban muy infravalorados respecto a su vulnerabilidad real se ha añadido un nuevo componente en el índice: la presencia de núcleos urbanos aguas arriba del embalse. Esto añade una nueva particularidad, es el único parámetro del índice que no se multiplica con el resto, sino que se suma al factor ya reclasificado del uso mayoritario de los usos del suelo.

Cuando se ha realizado el calibrado y se considera que el resultado del índice es operativo y que la representatividad de todos los factores es la correcta, se dispone a realizar el resultado final transformando las salidas gráficas del proyecto en mapas de vulnerabilidad a *blooms* de cianobacterias de los embalses. Las operaciones y procesado de la información en formato *ráster* se han realizado a través de la herramienta *Ráster Calculator* dentro de las herramientas de *ArcToolBox* sección de *Spatial Analyst-Map Algebra*.

Posteriormente, se han establecido las categorías o clases en las que opera el índice. En este caso se han establecido categorías cada incremento de 0,3 en el valor de nuestro índice, que permite mostrar de manera concisa y representativa el grado de afección o impacto en cada uno de los embalses de nuestro estudio (Bayazit, 2005).

Finalmente la clasificación de los valores del índice se ha realizado en orden creciente de menor a mayor vulnerabilidad.

#### **5.4 Fase IV: Análisis de los resultados**

Una vez se han obtenido los resultados finales obtenidos, tanto del índice como de la salida gráfica, se ha vuelto a comprobar la validez de los datos y la operatividad del índice. Se ha examinado si el resultado de la aplicación del índice en los embalses se asemeja a la realidad, en especial en los embalses con mejor disponibilidad de datos. Una vez se han encontrado una correlación entre los valores de vulnerabilidad que ha aportado el índice y el grado de eutrofización en función de la presencia de clorofila-a, se han validado los resultados, no dando por finalizado el proceso hasta que estos se hayan considerado aceptables.

### **6. Resultados**

#### **6.1 Creación de la base de datos**

Antes que nada se ha procedido a crear una base de datos que contenga todos los parámetros que se han estudiado a lo largo de este proceso. Una vez consultadas las fuentes de datos, se ha creado la Tabla 1 en la que se exponen la resolución temporal de los datos obtenidos. En esta tabla se muestran la variabilidad temporal de los parámetros estudiados. Como se ha señalado anteriormente, debido a ciertas limitaciones de las fuentes de datos, el espectro temporal de nuestro trabajo se ha visto limitado de los años 2012 a 2015.

Tabla 1. Resolución temporal de los parámetros estudiados

Embalses	Clorofila-a	Biovolumen	Fósforo	Nitratos	Rad. Solar	IPS	Temperatura agua	Temperatura aire	Usos del suelo
El Atazar	anual	anual	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
Valmayor	anual	anual	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
El Vellón	anual	anual	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
Santillana	anual	anual	trimestral	trimestral	total	semanal	trimestral	total	cada 6 años
San Juan	anual	anual	trimestral	trimestral	total	semanal	trimestral	total	cada 6 años
Río Sequillo	1 año de 4	1 año de 4	trimestral	trimestral	total	semanal	trimestral	total	cada 6 años
Puentes Viejas	anual	anual	trimestral	trimestral	total	semanal	trimestral	total	cada 6 años
Picadas	anual	2 años de 4	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
Navacerrada	1 año de 4	1 año de 4	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
Los Morales	nula	nula	trimestral	trimestral	total	semanal	trimestral	total	cada 6 años
La Pinilla	3 años de 4	3 años de 4	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
La Jarosa	1 año de 4	1 año de 4	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
El Villar	anual	anual	anual	mensual	total	semanal	mensual	total	cada 6 años
El Pardo	1 año de 4	1 año de 4	trimestral	trimestral	total	semanal	trimestral	total	cada 6 años

Tras la fase de purga, se ha decidido emplear únicamente los datos de los meses de junio, habiéndose eliminado los siguientes:

1. Se ha eliminado el biovolumen, ya que es un parámetro que cumple la misma función que la clorofila-a, pero se opta por eliminarlo ya que se posee más datos de la clorofila-a que del biovolumen.
2. Se ha optado por purgar el valor de la concentración de nitratos debido a la baja concentración de estos y a que la mayoría de los datos (más del 80%), no son en un valor numérico sino que vienen precedidos por el símbolo menor qué.
3. Debido a la muy escasa variabilidad de los valores de la radiación solar, los cuales se distribuyen de los 4,7 a los 4,8 kWh/m<sup>2</sup>, han sido eliminados ya que aportarían el mismo valor a todos los embalses.
4. Finalmente se ha eliminado como factor a utilizar la temperatura del aire a pesar de ser un factor con una resolución temporal muy superior al resto de los parámetros también presenta una variabilidad y una dispersión de datos muy superiores al resto, dificultando en gran medida su correcta incorporación al índice.

Una vez se han incorporado los valores que disponemos directamente, en este caso la concentración de fósforo total, el IPS y la temperatura de las masas de agua, se prosigue a la elaboración de la capa de información de los usos de suelo mayoritarios, obteniendo los resultados que se muestran en la Tabla 2. Se han establecido 4 categorías: forestal, la que posee un menor potencial contaminante, industrial, agrícola y urbano, con el mayor potencial contaminante en lo que respecta a contaminantes con fosforo y nitrógeno.

Tabla 2. Uso más relevante en los embalses de estudio

Embalse	Uso mayoritario
El Atazar	Forestal/Sin fertilizar
Valmayor	Agrícola-Ganadero
El Vellón	Agrícola-Ganadero
Santillana	Forestal/Sin fertilizar
San Juan	Agrícola
Río Sequillo	Forestal/Sin fertilizar
Puentes Viejas	Forestal/Sin fertilizar
Picadas	Forestal/Sin fertilizar
Navacerrada	Forestal/Sin fertilizar
Los Morales	Forestal/Sin fertilizar
La Pinilla	Forestal/Sin fertilizar
La Jarosa	Forestal/Sin fertilizar
El Villar	Forestal/Sin fertilizar
El Pardo	Forestal/Sin fertilizar

## 6.2 Determinación inicial del índice

Se ha elaborado un primer índice basado en la multiplicación de sus factores con el objetivo de obtener un valor adimensional final comprendido entre 0, la mínima vulnerabilidad a una posible proliferación de cianobacterias, y 1, que es el máximo grado de vulnerabilidad posible. En función de todos los parámetros se ha establecido las categorías que se indican en la Tabla 3, dando lugar a los siguientes grados.

Tabla 3. Valores del índice de vulnerabilidad sin corregir

Grado de Vulnerabilidad	Valor
Casi Nula	0,0-0,2
Baja	0,2-0,4
Moderada	0,4-0,6
Alta	0,6-0,8
Extrema	0,8-1,0

A la hora de introducir los parámetros se ha optado por su transformación en función de los intervalos que se muestran en la Tabla 4, en la que se indican las conversiones a las que se han sometido los valores reales de fósforo, los datos del IPS, el uso del suelo y la temperatura de la masa de agua, para obtener los valores adimensionales que permiten integrarlos de manera operativa en el índice.

Tabla 4. Asignación de los intervalos para su aplicación al índice. Equival. significa equivalencia

	Valor	Equival.	Valor	Equival.	Valor	Equival.	Valor	Equival.
Fósforo	<4	0,25	4-10	0,5	10-1000	0,8	> 1000	1
Precipitaciones	mes seco	0,8	mes húmedo	1				
Uso del suelo	forestal	0,3	Industrial	0,5	agrícola	0,7	Urbano	1
Temperatura del agua	<15	0,2	15 -20	0,4	20-15	0,7	> 25°C	1

Una vez todos estos criterios se encuentran disponibles dentro de nuestra base de datos y reclasificados tal y como se ha indicado en la Tabla 4, se ha procedido a la obtención de un primer índice por cada año, sin calibrado ni correcciones. Este índice se define con la siguiente expresión matemática:

$$V = P * T * pp * U$$

Donde V significa el grado de vulnerabilidad y P, T, pp y U equivalen a los valores de la concentración de fósforo, la temperatura del agua, los valores de las precipitaciones y el uso de suelo respectivamente:



Los resultados provisionales del índice se representan en los siguientes mapas, Figura 5,

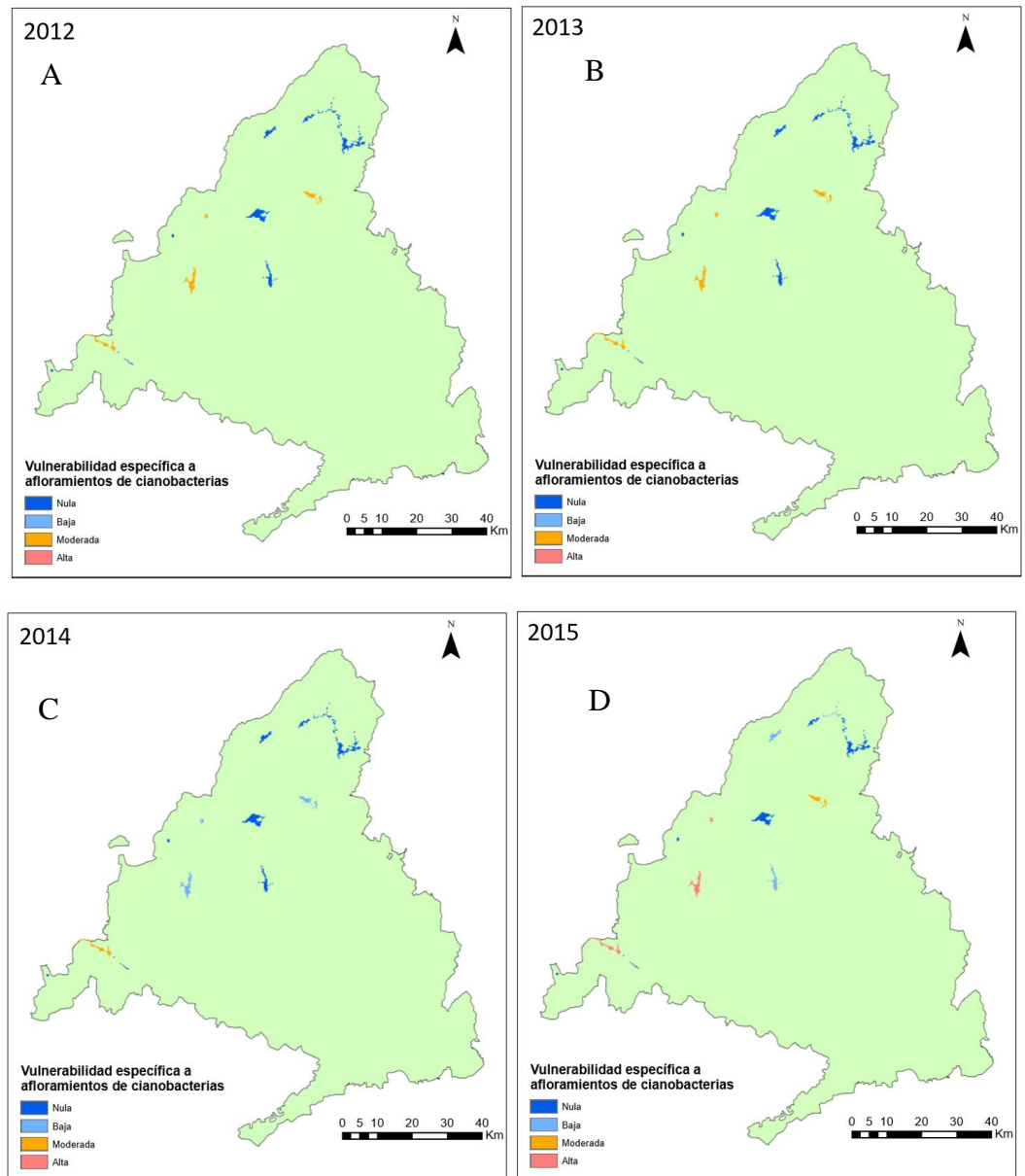


Figura 5A a 5D. Resultado del índice bruto de vulnerabilidad para los embalses estudiados.

### 6.3 Calibrado y obtención de los resultados definitivos del índice

En los resultados iniciales del índice bruto de vulnerabilidad se ha observado que los valores de este índice carecen de una buena correlación del grado de eutrofización de las masas de agua en función de su concentración de clorofila-a por lo que se ha procedido a la mejora de la calidad de sus resultados.

Se ha seguido optando por dar la misma ponderación a todos los parámetros, ya que no disponemos de datos previos de otros análisis multicriterio en embalses sobre cianobacterias que justifiquen dar mayor peso a un factor sobre otro.

Sin embargo se ha añadido un nuevo factor en el índice, la relevancia que tiene aguas arriba la presencia de poblaciones o núcleos urbanos, obteniéndose los siguientes resultados que se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Usos mayoritarios de cada embalse y relevancia de los núcleos urbanos aguas arriba

Embalse	Uso mayoritario	N.Urb Aguas Arriba
El Atazar	Forestal/Sin fertilizar	Nula
Valmayor	Agrícola-Ganadero	Moderada
El Vellón	Agrícola-Ganadero	Moderada
Santillana	Forestal/Sin fertilizar	Moderada
San Juan	Agrícola	Leve
Río Sequillo	Forestal/Sin fertilizar	Nula
Puentes Viejas	Forestal/Sin fertilizar	Leve
Picadas	Forestal/Sin fertilizar	Nula
Navacerrada	Forestal/Sin fertilizar	Moderada
Los Morales	Forestal/Sin fertilizar	Leve
La Pinilla	Forestal/Sin fertilizar	Leve
La Jarosa	Forestal/Sin fertilizar	Nula
El Villar	Forestal/Sin fertilizar	Leve
El Pardo	Forestal/Sin fertilizar	Intenso

La calibración del índice mediante este nuevo parámetro se ha realizado mediante su adicción al uso del suelo y no su multiplicación al resto de los factores. Esto ha permitido solventar dos problemas que el índice padecía previamente:

- Primero. Dar más peso al factor del uso del suelo frente a otros al llevar su valor máximo de 1 a 1,5 frente al resto de parámetros que su valor máximo sigue siendo 1, lo que ha posibilitado solventar la excesiva homogeneidad de nuestros resultados y al dar a los valores de “nula” presencia de núcleos urbanos aguas arriba de los embalses un valor negativo (-0,2) permite rebajar los resultados de los embalses más sobrevalorados convirtiendo al índice en uno más cercano a la realidad.
- Segundo. Dar más peso al uso de suelo que en el índice sin calibrar previo ha permitido que los embalses que estaban previamente infravalorados y que coinciden con aquellos con mayor presencia urbana, adquirieran valores más elevados dentro de nuestro índice. Lo cual ha originado unos resultados que sean más representativos. Los valores que se han aplicado a este nuevo factor se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Valores para el uso de suelo y su modificador en función de la presencia de núcleos urbanos

Uso relevante	Ponderación	Uso urbano aguas arriba	Incremento
Forestal/ Sin fertilizantes	0,3	Nulo	-0,2
Industrial	0,5	Leve	0
Agrícola	0,8	Moderado	0,2
Urbano	1	Intenso	0,5

Con estos cambios se ha dado como operativo el índice que tiene la siguiente formulación matemática:

$$V = F * T * PP * (S + UA)$$

Donde:

V es la vulnerabilidad del embalse

F es un valor entre 0 y 1 dependiente de la concentración de los fosfatos

T es un valor entre 0 y 1 dependiente de la temperatura

PP es un valor comprendido entre 0,8 y 1 el cual depende del índice estandarizado de las precipitaciones

S es un valor entre 0 y 1 que lo determina del uso de suelo más relevante

UA es un valor comprendido entre -0,2 y 0,5, dicho valor lo determina la presencia de núcleos urbanos aguas arriba

#### 6.4 Análisis de la información aportada por el índice.

Los resultados finales del índice se muestran en las Figuras 6A a 6D que permiten por cada año el análisis individual de cada embalse pudiendo determinar cuál o cuáles son más vulnerables a los *blooms* de cianobacterias y cuales están mejor protegidos ante ellos.

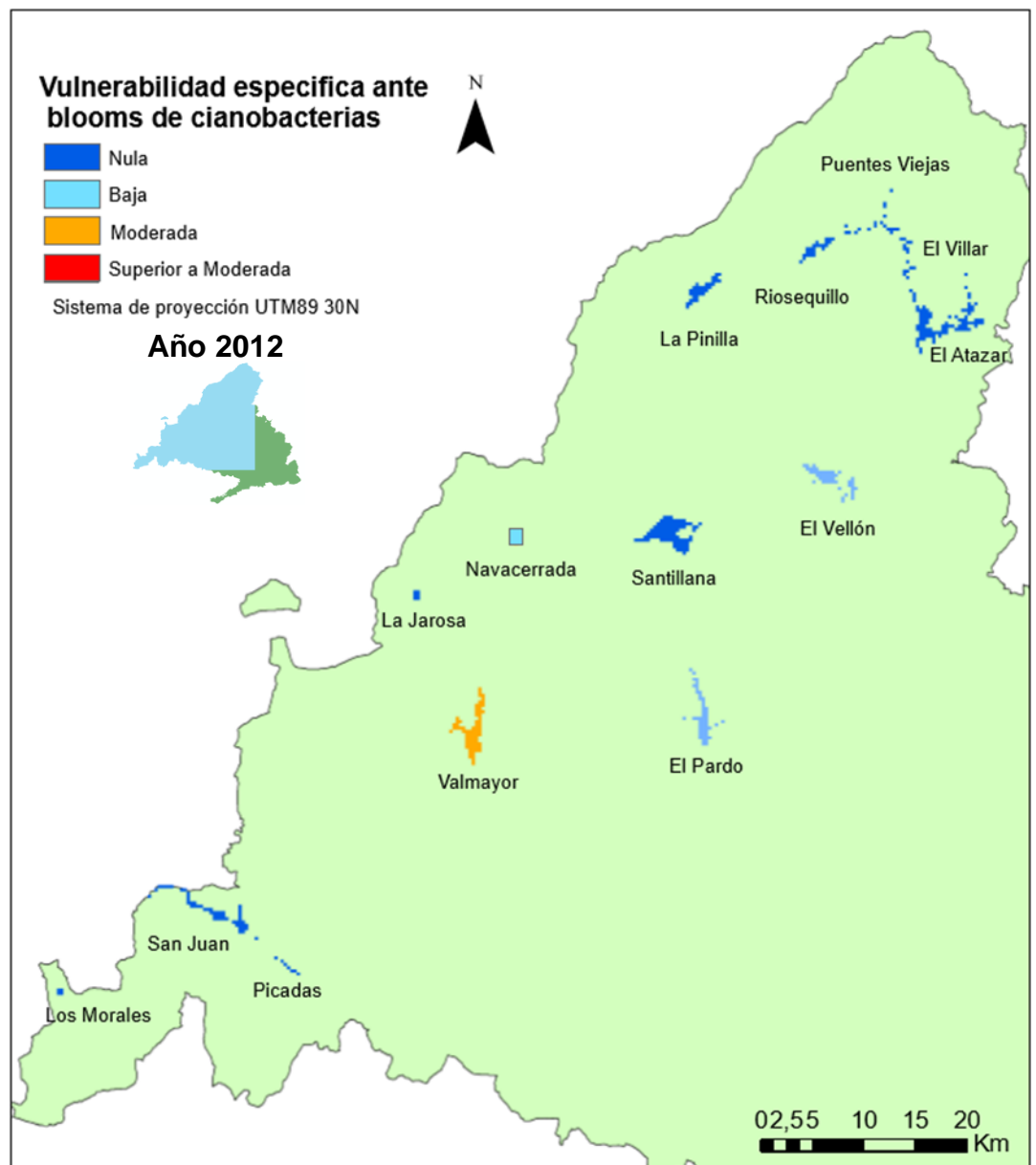


Figura 6A: Mapa con los resultados finales de vulnerabilidad de cada embalse estudiado en función de los parámetros disponibles en el año 2012

En la figura 6A se observa como el año 2012, fue según el índice un año con poca vulnerabilidad donde la mayor parte de los embalses presentan vulnerabilidades bajas o nulas con excepción de Valmayor.

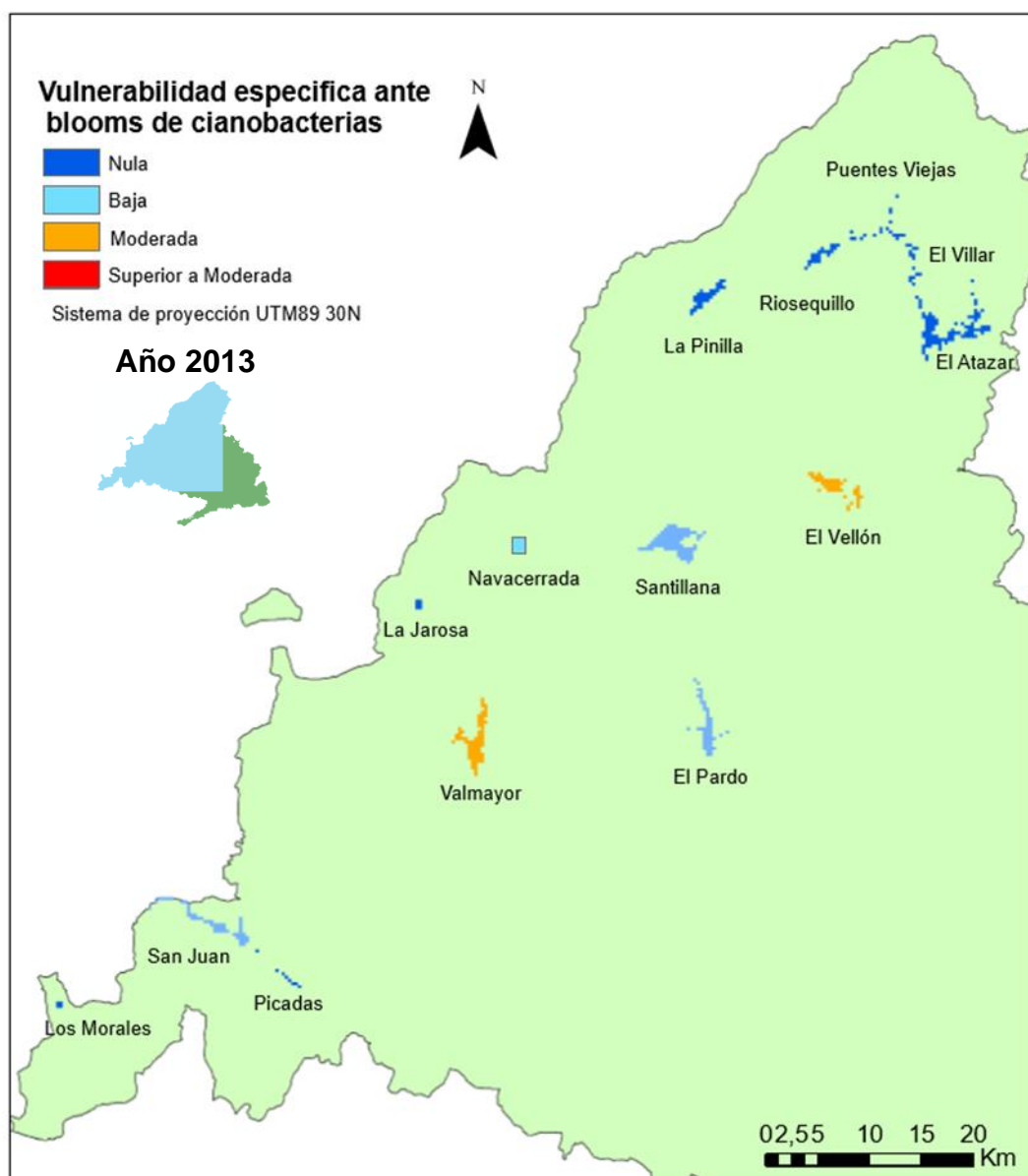


Figura 7B: Mapa con los resultados finales de vulnerabilidad de cada embalse estudiado en función de los parámetros disponibles *en el año 2013*

En la figura 6B se observa como el año 2013, fue según el índice un año con poca vulnerabilidad donde la mayor parte de los embalses presentan vulnerabilidades bajas o nulas, siendo datos que muestran gran similitud entre los datos del año 2012, salvo que el embalse del Vellón presenta un aumento de vulnerabilidad.

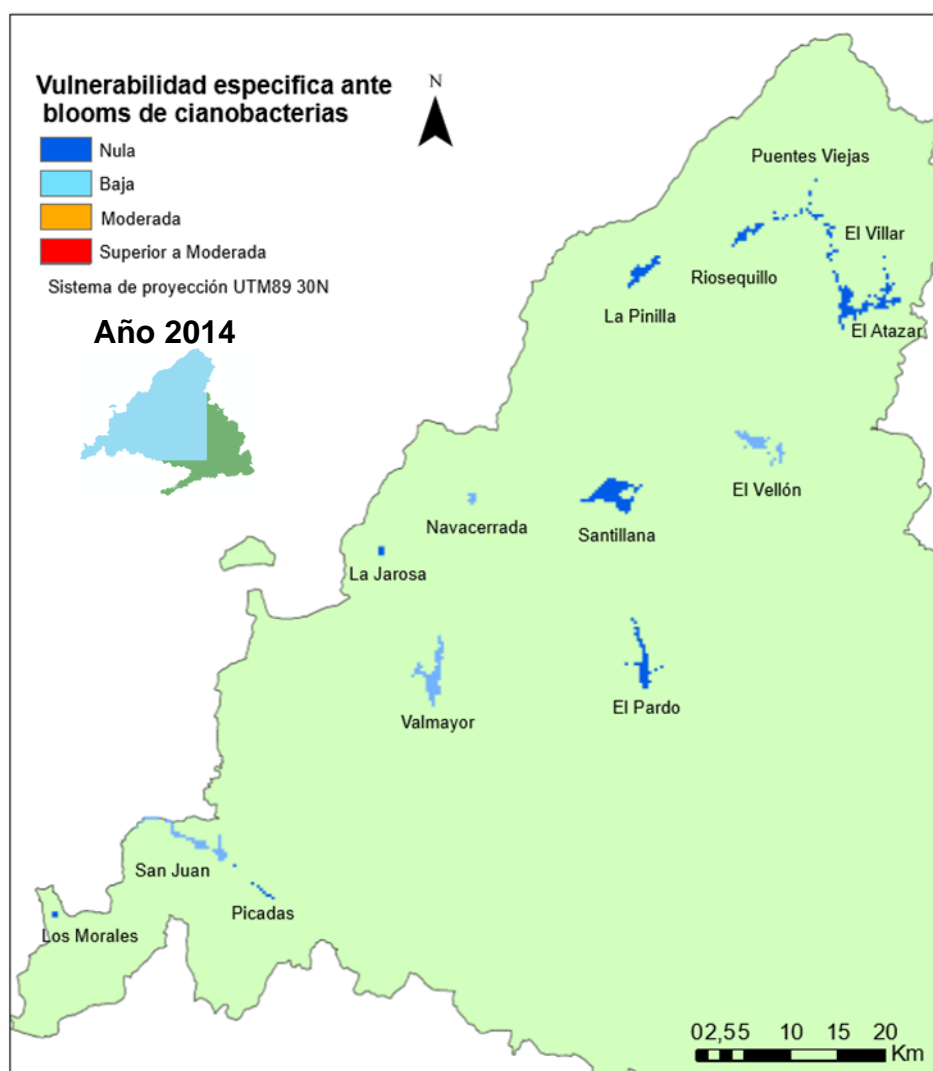


Figura 8C: Mapa con los resultados finales de vulnerabilidad de cada embalse estudiado en función de los parámetros disponibles *en el año 2014*

En la figura 6C se observa como el año 2014, fue según el índice un año con poca vulnerabilidad donde todos los embalses presentan una vulnerabilidad baja o nula, sin presentar repuntes de vulnerabilidad en ninguno de los embalses sino al contrario una disminución de la vulnerabilidad de los embalses de Valmayor y El Vellón.

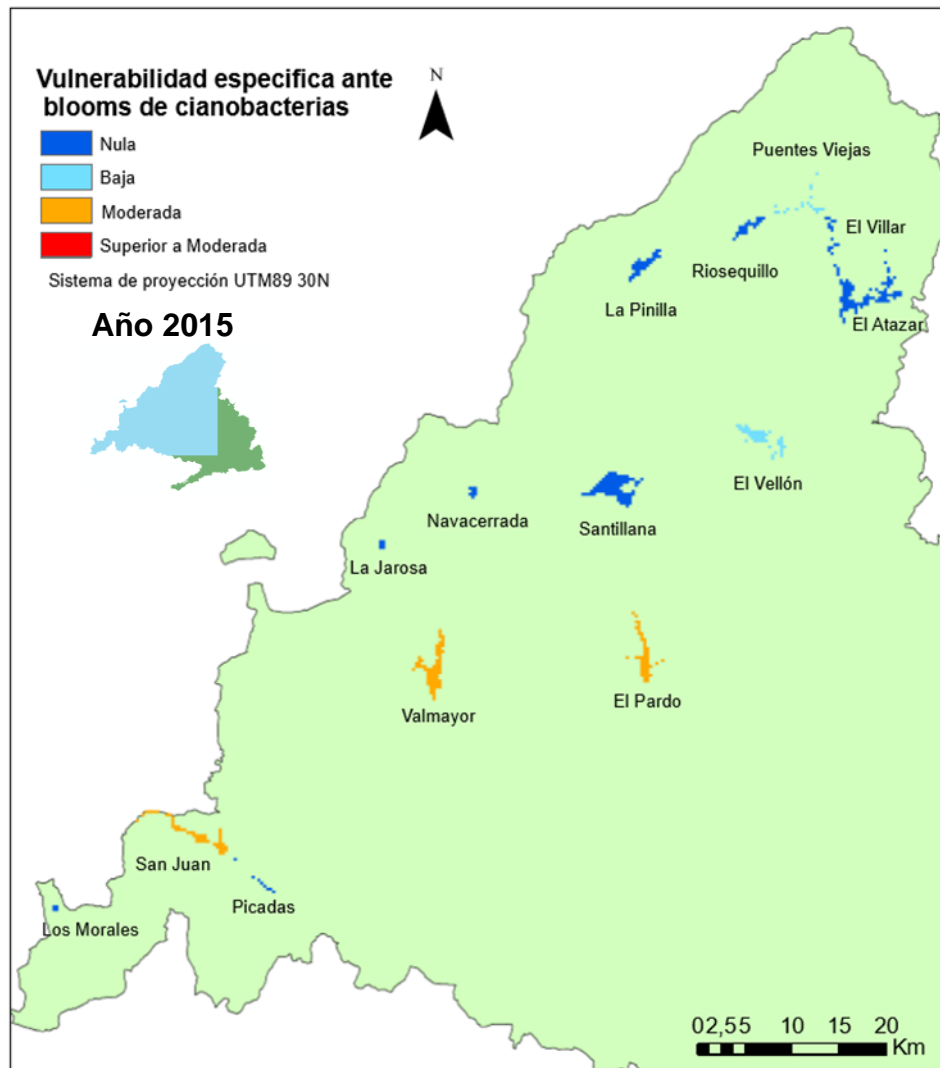


Figura 9D: Mapa con los resultados finales de vulnerabilidad de cada embalse estudiado en función de los parámetros disponibles en el año 2015

En el año 2015 se observa un aumento significativo de los embalses que presentan una vulnerabilidad superior a baja y se observa también como los embalses de Puentes Viejas presentan una vulnerabilidad baja y no nula como en años anteriores.



Un resumen de la vulnerabilidad por embalse en vez de por años es la siguiente:

Como se puede observar en las figuras anteriores los embalses de Los Morales, Picadas, Pinilla, Riosequillo, El Villar, El Atazar y la Jarosa tienen nula vulnerabilidad ante *blooms* todos los años estudiados.

Puentes Viejas tiene una vulnerabilidad nula entre los años 2012 a 2014 hasta que en el año 2015 se ha observado un aumento de vulnerabilidad hasta baja.

Por el contrario Navacerrada presenta una vulnerabilidad baja entre los años 2012 a 2014 y nula en el año 2015.

El embalse de Santillana presenta una vulnerabilidad baja en el año 2013 mientras que presenta vulnerabilidades nulas en los años 2012 y 2014.

El embalse de San Juan presenta una vulnerabilidad moderada en el año 2015, mientras que los años 2014 y 2013 presentan vulnerabilidades bajas y en 2012 vulnerabilidad nula.

Valmayor tiene una vulnerabilidad moderada en los años 12, 14 y 15 mientras que en el año 2013 la tiene baja.

El embalse de El Vellón tiene una vulnerabilidad moderada en el año 2013 mientras que en los años 2012, 2014 y 2015 su vulnerabilidad es baja.

El embalse de El Pardo presenta una vulnerabilidad moderada en el año 2015 mientras que presenta vulnerabilidades bajas en los años 2012 y 2013 y nulas en el año 2014.

## 7. Discusión

Tal y como se ha indicado en el punto 6.3 una primera constatación de los resultados, de un primer índice, detectó que no proporcionaban la fiabilidad necesaria, por lo que se ha precisado de una serie de modificaciones que han llevado al desarrollo del índice que finalmente se ha aplicado para este trabajo.

Estos nuevos resultados se corresponden con las salidas gráficas que se observan en las Figuras 6A a 6D que se corresponden correlativamente con la vulnerabilidad específica ante *blooms* de cianobacterias de los meses de junio los años 2012 a 2015.

Como se ha señalado en la metodología, para comprobar la validez de los resultados del índice se ha optado por contrastar los valores del índice con el estado de las masas de agua en función de su contenido en clorofila-a, según los datos publicados por la CHT (Confederación Hidrográfica del Tajo, 2016). Figura 7.

A los efectos de interpretar los resultados obtenidos a través de este nuevo índice se han clasificado los embalses estudiados en función de sus resultados en dos grupos, siendo los siguientes:

- Embalses con menor tendencia a sufrir procesos de *blooms* de cianobacterias
- Embalses con mayor tendencia a sufrir procesos de *blooms*

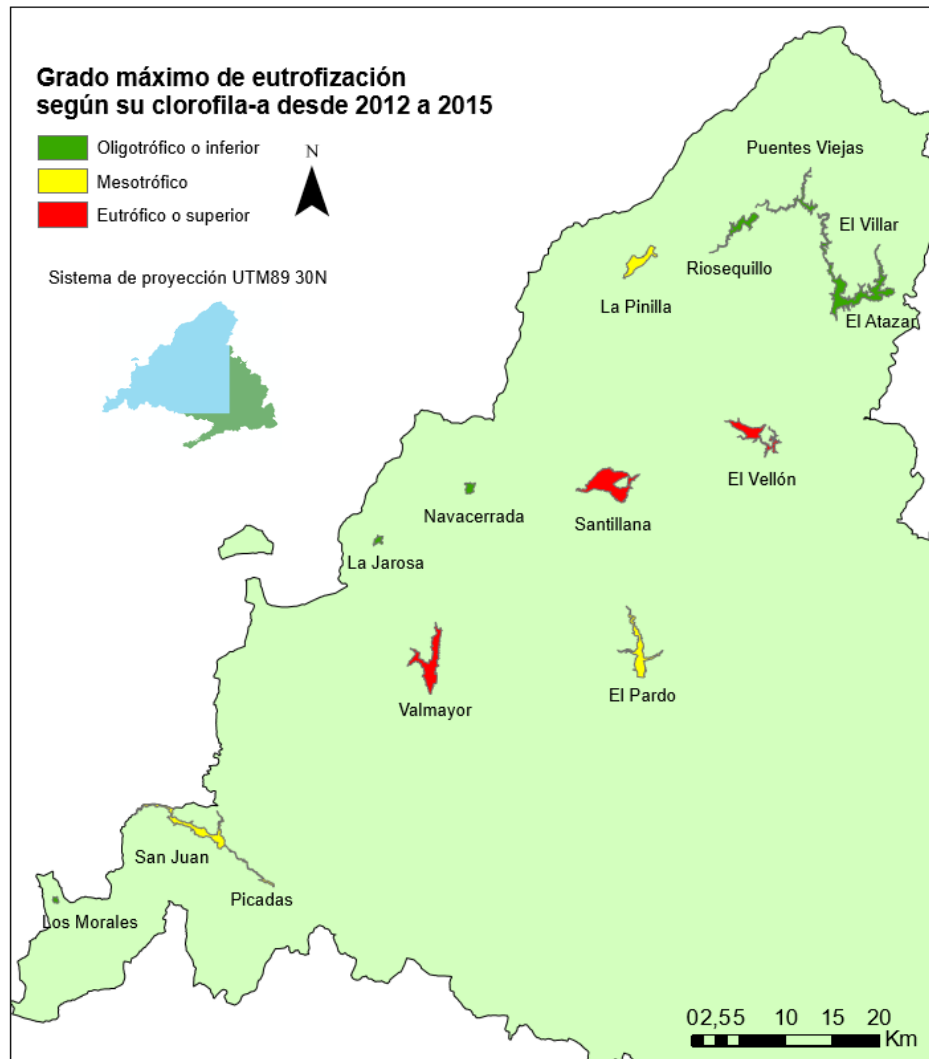


Figura 10. Estado de las masas de agua en función de la concentración máxima de clorofila en los 4 años de estudio, a partir de los datos de los datos de clorofila-a de los informes de la CHT.

Los embalses que no han mostrado tendencia a sufrir procesos de *blooms* de cianobacterias se encuentran concentrados en el norte de la provincia y en las zonas más elevada, este grupo se haya compuesto por el embalse de El Atazar, el Villar, Riosequillo, Puentes Viejas, la Pinilla y Navacerrada, situados al norte de la CAM y el embalse de Picadas y la Jarosa en el oeste de la provincia. Tienen en común una presencia de núcleos urbanos escasa o nula y que no poseen valores muy diferenciados entre sí en lo que respecta a los valores de temperatura de la masa de agua, hallándose comprendida entre 23°C 28°C.

Los datos publicados por la CHT para estos embalses reflejan valores de contenido de clorofila-a comprendidos entre 2,7 µg/L y 10 µg/L, es decir oligotrófico o inferior en la figura 7 que en el con las siguientes excepciones:

En el año 2014 la concentración de clorofila-a en el embalse de la Pinilla ascendió a 18,1 µg/L que correspondería a un grado mesotrófico. La explicación de esta diferencia puede ser que el dato de clorofila-a en ese ejercicio proporcionado por la CHT corresponde excepcionalmente al mes de octubre mientras que los parámetros utilizados para el cálculo del índice corresponden al mes de junio.

La concentración de clorofila-a en el embalse de Picadas entre los años 2012 y 2015 fue de entre 7,9 µg/L y 14 µg/L que también correspondería en casi todos los años a un grado mesotrófico. Una posible explicación a esta divergencia es que el embalse de San Juan el cual que posee una concentración de clorofila muy superior, vierta el parte de su contenido en clorofila al embalse de Picadas. Esta opción no se ha tenido en cuenta en nuestro índice la posibilidad de que un embalse rico en fosfatos o clorofila aguas arriba altere la vulnerabilidad de embalses aguas abajo y sería de interés que se estudiase en futuros estudios.

En el caso del embalse de Puentes Viejas excepcionalmente en el año 2015 el índice sube la vulnerabilidad de nula a baja. La concentración de clorofila-a en ese año fue de 6,4 µg/L mayor que la del año anterior que se quedó en 3,6 µg/L y parecida a la del año 2013. El que el índice de vulnerabilidad de ese año 2013 no resulta bajo en vez de nula se puede explicar por el dato de temperatura del agua utilizado como parámetro ya que la información proporcionada por CHT para este embalse en junio de 2013 es de 11,9°C, excepcionalmente baja ya que el parámetro para todos

los embalses de la CAM en ese año es mayor a 21,9°C y en todo el periodo considerado raramente es inferior a 20°C y posiblemente sea erróneo.

Para el embalse los Morales no ha sido posible obtener el dato de clorofila-a ya que la CHT no los recoge en su página web.

Los embalses y años con mayor tendencia a sufrir procesos de *blooms* son en que el índice de vulnerabilidad ha resultado moderado que han sido: El Pardo en el año 2015, Valmayor 2012, 2013 y 2015, San Juan 2015 y el Vellón 2013.

La clorofila-a medida por la CHT en todos esos embalses y años ha oscilado entre 18,3 µg/L 34,5 µg/L, es decir un grado eutrófico con las siguientes excepciones:

El valor de clorofila-a en Valmayor en 2012 es de 6,1 µg/L. No tenemos explicación para esta divergencia.

La medición de clorofila-a publicada por la CHT correspondiente al año 2015 es de 10,1 µg/L para el embalse de San Juan, moderadamente alto pero no es posible disponer del mes en que se ha tomado las mediciones de clorofila-a en este embalse.

Por el contrario la CHT ha publicado niveles altos, 28,9 µg/L de clorofila-a para el año 2012 en el embalse de el Vellón pero correspondiente al mes de septiembre mientras que el parámetro de fosforo disponible corresponde al mes de junio.

La principal divergencia entre los valores de los índices de vulnerabilidad calculados y las mediciones de clorofila-a se produce en el embalse de Santillana. El índice presenta una vulnerabilidad baja en el año 2013 y unas vulnerabilidades nulas en los años 2012 y 2014. Sin embargo las mediciones de clorofila-a en esos años indican un nivel alto de clorofila-a de entre 17,4 µg/L y 34,7 µg/L. No se ha encontrado explicación para esas diferencias entre el valor del índice y el parámetro de control ya que la única diferencia temporal significativa se produce en el año 2014. Por el contrario en el año 2015 si que se produce una correlación al descender la medición de clorofila-a a 4,4 µg/L y el valor del índice indicar un nivel nulo de vulnerabilidad.

Como resumen se puede decir que de 56 valores de los de índices vulnerabilidad calculados que corresponden a 14 embalses durante 4 años, se ha podido cotejar su correlación con la información del parámetro disponible, que hemos considerado que es la medición de clorofila-a realizada por la CHT en 38 casos, ya que para 18 casos esa información no ha estado disponible. De esas 38 valores han resultado correlacionados 29 lo que entendemos es un resultado satisfactorio. Para los 9 casos en que no ha existido correlación entre el valor del índice y la medición de clorofila-a se ha encontrado posibles explicaciones, principalmente por la diferencia temporal entre el mes de medición de los parámetros biológicos y de los físico-químicos.

El análisis multicriterio se ha aplicado a infinidad de proyectos, desde la evaluación de impacto ambiental (García, 2004), la optimización del desarrollo urbano y la planificación urbanística (Raham et al., 2008) hasta la optimización de procesos industriales (Bayazit, 2005), pero no se ha encontrado ningún ejemplo del uso del análisis multicriterio para el control de la vulnerabilidad ante el rápido desarrollo de organismos vivos en masas de agua. Esto supone que ese estudio es pionero en este campo y se desarrolla en un área muy poco estudiada previamente. Por lo tanto cabe

esperar que los resultados de este trabajo sean superados conforme estudios posteriores desarrollen metodologías más eficaces y aumente la información y la calidad de esta, es decir, se platea este trabajo como una base para trabajos futuros y que las taras que ha sufrido en este proyecto puedan ser subsanadas en ellos.

En la metodología aplicada se ha respetado la que ha sido desarrollada previamente por otros autores debido a la demostrada utilidad de su aplicación en diversas áreas y al encontrarse muy estudiada y aplicada (Saaty, 2008). No obstante, se han encontrado diversos problemas a la hora de aplicar esta metodología a nuestro ámbito de estudio. En primer lugar la mayoría de los estudios basados en el análisis multicriterio se basan en experiencias similares que se han estudiado previamente. Por ejemplo, el análisis de la idoneidad de los cultivos orgánicos de olivo en España (Parra-López et al., 2008) se basa en estudios previos de la idoneidad del mismo cultivo pero en Túnez. A su vez sobre este estudio hay más información desarrollada a posteriori, como estudios más complejos que aplican la metodología y los resultados de los cultivos en España (Parra-López et al., 2008) para hacer un estudio más completo en otros ambientes distintos y temáticas similares (Chanthawong y Dhakal, 2016), pero calibrando estos resultados con estudios previos desarrollados por otros autores.

Se ha partido de estudios sobre las cianobacterias que analizan la influencia de un factor o varios en el riesgo de que se produzcan *blooms* de cianobacterias en las masas de agua destinadas a consumo humano o que centran sus estudios en las propias cianobacterias aparte de las posibles consecuencias que acarrea un *bloom*. Debido a su gran importancia esta temática se encuentran en fases muy avanzadas de su investigación, tanto en lo que respecta a profundidad como al periodo de tiempo analizado dentro de artículos y documentos científicos, como pueden ser los proyectos de investigación sobre la influencia de enriquecimiento de

nutrites y compuesto del P y el N (González y Ortaz, 1998), las principales fuentes de contaminación (Puckett, 1995), la toxicidad de los *blooms*, los parámetros que la controlan (Campos et al., 2007), la influencia de las precipitaciones en ambientes aridos (Costa et al., 2006) o las condiciones que condicionan el desarrollo de las cianobacterias (Prescott et al., 2004). Así como informes y documentos desarrollados tanto por autoridades nacionales (Confederación Hidrográfica del Tajo, 2016) que además otorgan información con la escala temporal más amplia y organismos internacionales (WHO, 2018). Pero estos trabajos previos no son directamente aplicables al análisis multicriterio que se ha llevado a cabo en este estudio, sino que se ha precisado de su transformación e interpretación.

## 8. Conclusiones

Un índice basado en la metodología del análisis multicriterio y AHP tomando como fuente de información fuentes oficiales de las administraciones públicas y el análisis de las mismas, el cual refleje el grado de vulnerabilidad de las masas de agua embalsadas en la CAM en función de múltiples factores ante los *blooms* de cianobacterias es el siguiente:

$$V=F*T*PP*(S+UA)$$

Donde:

**V** es la **vulnerabilidad** del embalse

**F** es un valor entre 0 y 1 dependiente de la concentración de los **fosfatos**

**T** es un valor entre 0 y 1 dependiente de la **temperatura del agua**.

**PP** es un valor comprendido entre 0,8 y 1 el cual depende del IPS o índice estandarizado de las **precipitaciones**.

**S** es un valor entre 0 y 1 que lo determina del **uso de suelo** más relevante

**UA** es un valor comprendido entre -0,2 y 0,5, dicho valor lo determina la presencia de **núcleos urbanos aguas arriba**.



Este índice refleja adecuadamente esa vulnerabilidad de los embalses de la CAM. En este sentido ha quedado demostrada su relación directa entre los valores del índice y la vulnerabilidad de los embalses, medida en función de su contenido de clorofila-a, en los embalses de Valmayor, San Juan, Navacerrada, El Atazar, el Villar, Puentes Viejas, la Pinilla, El Vellón y Picadas; en los meses de junio de los años 2012, 2013, 2014 y 2015. Asimismo, en otros embalses para los que solo se dispone de los datos de clorofila-a en algunos años el índice también refleja la vulnerabilidad para los años para los que se dispone de datos.

La principal excepción se produce en el embalse de Santillana que entendemos que deberá ser base de estudio en posteriores trabajos, donde se determine a que se debe esa elevada concentración de clorofila-a en su aguas siendo las concentraciones de fósforo y las temperaturas del agua bajas, produciéndose una nula representatividad de los valores del índice en los años 2012, 2013 y 2014.

En consecuencia, se puede afirmar que a pesar de tratarse del primer trabajo que se ha realizado tomando como base al análisis multicriterio para determinar la vulnerabilidad de los embalses ante posibles *blooms* de cianobacterias se ha conseguido elaborar un índice que consigue representar de manera eficiente y acorde a la mayoría de la realidad los embalses de la CAM. Esto permite al índice ser una ayuda para la toma de decisión a la hora de prevenir y proteger los embalses de la provincia de Madrid ante los *blooms* de cianobacterias en las masas de agua destinadas a su consumo y facilitar la gestión de estas masas de agua.

## 9. Bibliografía

- Ayala-Carcedo, F., 2001. Impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos en España y viabilidad del Plan Hidrológico Nacional 2000.
- Bayazit, O., 2005. Use of AHP in decision-making for flexible manufacturing systems. *J. Manuf. Technol. Manag.* 16, 808–819.
- Campos, V., Muñoz, D., Straube, M., Lisperguer, S., Weckesser, J., 2007. Peptidos tóxicos y no tóxicos de cianobacterias en cuerpos de agua dulce de la V Región, Chile. *Bol. Micológico* 22, 95–100.
- Chanthawong, A., Dhakal, S., 2016. Stakeholders' perception on challenges and opportunities for biodiesel and bioethanol policy development in Thailand. *Energy Policy* 91.
- Comunidad de Madrid Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (Ed.), 2007. Atlas. El Medio Ambiente en la Comunidad de Madrid.
- Confederación Hidrográfica del Tajo, 2016. Potencial ecológico de los embalses en la cuenca hidrográfica del Tajo (2012-2015).
- Costa, I.A.S., Azevedo, S.M.F.O., Senna, P.A.C., Bernardo, R.R., Costa, S.M., Chellappa, N.T., 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Braz J Biol Online* 66, 211–219.
- de Castro, M., Martín-Vide, J., Alonso, S., 2005. El Clima de España: pasado, presente y escenarios del clima para el siglo XXI.
- Durán, L., Sánchez, E., Yagüe, C., 2013. Climatology of precipitation over the Iberian Central System mountain range. *Int. J. Climatol.* 33, 2260–2273.
- García, L.A., 2004. Aplicación del análisis multicriterio en la evaluación de impactos ambientales.
- González, G., Ortaz, M., 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). *Rev. Biol. Trop.* 46.
- González, M., García de Jalón, D., 2016. Valoración ambiental de los ríos de la Comunidad de Madrid.
- Karavitis, C.A., Alexandris, S., Tsesmelis, D.E., Athanasopoulos, G., 2011. Application of the Standardized Precipitation Index (SPI) in Greece. *Manag. Water Resour. Dev. Chang. Clim.* 3, 787–805. <https://doi.org/10.3390/w3030787>
- Morón, J., Blanco, A., 2018. Las implicaciones del agua verde.
- Ocampo-Duque, W., Ferre-Huguet, N., J. D., Schuhmacher, M., 2006. Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study. *Environ. Int.* 32, 733–742.
- Paerl, H., Paul, V., 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *ScienceDirect, Water Research* 46, 1349–1363.
- Parra-López, C., Calatrava-Requena, J., de Haro-Giménez, T., 2008. A systemic comparative assessment of the multifunctional

- performance of alternative olive systems in Spain within an AHP-extended framework. *Ecol. Econ.* 64, 820–834.
- Petcheneshsky, T., Leda, G., 2018. Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud.
- Prescott, L., Harley, J., Klein, D., 2004. 1.4 Microbiología industrial y ecología microbiana, in: *Microbiología*. México: McGraw-Hill Interamericana.
- Puckett, L., 1995. Identifying the major sources of nutrient water pollution. *Env. Sci Technol* 29, 408–414.
- Raham, M., Sultana, K.R., M.A, H., 2008. Suitable sites for urban solid waste disposal using GIS approach in Khulna city, Bangladesh.
- Saaty, T.L., 2008. Decision making with the analytic hierarchy process. *Int J Serv. Sci.* 1, 83–99.
- Tejero, R., González-Casado, J., Gómez-Ortiz, C., Sánchez-Serrano, F., 2006. Insights into the “tectonic topography” of the present-day landscape of the central Iberian Peninsula (Spain). *Geomorphology* 76, 280–204.
- WFO, 2015. Management of cyanobacteria in drinking-water supplies.
- Unión Europea. Directiva (UE), 2000/60 del Consejo Europeo, de 23 de diciembre de 2000, que establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de la Unión Europea*, 22/12/2003.
- WHO, 2018. Guías para la calidad del agua de consumo humano: Cuarta Edición que incorpora la primera adenda.

## Anexos

### Datos físico-químicos y biológicos

Embalse	Fosforo Total	Junio	mg P/L		Temperatura	°C			Clorofila	µg/L		
	2012	2013	2014	2015	2012	2013	2014	2015	2012	2013	2014	2015
Atazar	1	0,02	0,02	0,042	22,7	24,7	24,7	21	5	2,3	2,8	1,1
Jarosa, La	0,02	0,037	0,092	0,073	19,7	25,7	15,9	21,2	0	0	0	6,5
Morales, Los	0,11	0,082	0,167	0,092	20,1	24	23,3	24,8	0	0	0	0
Navacerrada	0,05	0,049	0,062	0,07	22,7	23,5	26,8	18,8	0	0	0	2,7
Pardo, El	0,06	1	0,06	0,077	22,6	21,9	25,5	20	0	0	0	23,1
Picadas	0,02	0,1	0,05	0,05	22,3	22,2	22	27,6	10,9	14	10	7,9
Pinilla, La	0,02	0,05	0,05	2	23,7	24,8	26,2	21,9	0	0	18,1	6,8
Puentes Viejas	0,028	0,02	0,02	0,023	22,6	11,9	26,2	21,9	5	6,8	3,6	6,4
Riosequillo	0,02	0,02	0,022	0,02	23,8	11,9	18,9	20,8	0	0	0	6,8
San Juan	0,5	0,043	0,042	0,036	19	26,4	27,6	25,2	8	11,1	4,6	10,1
Santillana	0,02	0,02	0,02	0,02	24,4	25,2	25	20,9	29,1	17,4	34,7	4,4
Valmayor	0,02	0,02	0,02	0,02	26,3	26,9	26,6	21,9	6	34,5	12,6	28,6
Vellón, El	0,02	0,02	0,02	0,02	23,7	25,7	24,8	22,2	28,9	18,3	12,9	16,6
Villar, El	0,5	0,05	0,1	0,05	20,9	22,8	23,8	20,2	5	4,7	5,3	3,9